第 38 卷第 3 期　　生　态　学　报　　Vol.38,No.3
2018 年 2 月　　ACTA ECOLOGICA SINICA　　Feb.,2018

DOI: 10.5846/stxb201611142316
徐彩瑶,濮励杰,朱明.沿海滩涂围垦对生态环境的影响研究进展.生态学报,2018,38(3):1148-1162.
Xu C Y, Pu L J, Zhu M.Effect of reclamation activity on coastal ecological environment: progress and perspectives.Acta Ecologica Sinica,2018,38(3):1148-1162.

沿海滩涂围垦对生态环境的影响研究进展

徐彩瑶[1,2],濮励杰[1,2,*],朱　明[1]
1 南京大学地理与海洋科学学院,南京　210023
2 国土资源部海岸带开发与保护重点实验室,南京　210023

摘要:沿海滩涂湿地生态系统,典型的生态脆弱区,既是地球表面最为活跃的自然区域,又承载着人类的生存与发展,其生态环境面临着巨大压力。在社会经济发展和人口增长的推动下,沿海国家大力从海洋中争夺陆地,围填海造地和围垦开发成为许多沿海地区和国家缓解人地矛盾的主要方法。在此背景下,对沿海滩涂围垦历史进行简述,从滩涂土壤性质、生物多样性、土地利用变化及景观格局、生态安全和生态系统服务等 5 个方面综述了人类围垦活动的生态环境影响。随着围垦时间的增加,滩涂土壤在脱盐过程中累积养分,逐渐熟化,土壤物理、化学和生物特性朝着有利于人类利用的方向变化;植物物种多样性呈不断增加的总体趋势,且随着生境的变化,陆生昆虫和土壤动物逐渐替代湿地典型的底栖动物和水鸟;土地利用方式从自然状态转变为以人工方式为主,景观格局表现为破碎化程度升高、多样性降低和优势度上升;从自然景观为主的自然湿地生态系统转为以人工景观为主的人工陆地生态系统过程中,供给服务的价值是唯一处于增长趋势的生态系统服务功能,但供给服务的价值增加量小于调节服务、文化服务和支持服务的减少量致使生态系统服务总价值降低,而且滩涂湿地面临着土地资源安全、水资源安全、生物入侵以及自然灾害加剧等风险。在全球气候变化背景下,如何权衡资源利用与环境保护并实现人与自然共生,是海岸带湿地生态系统在人类围垦活动中面临的重要难题之一。因此,未来应以机理研究为基础,以长期定位监测为手段,以综合集成的研究体系及对策制定为目标,不断深化沿海滩涂开发利用对生态环境影响的研究,为推动人类围垦活动下沿海滩涂湿地生态系统的可持续发展提供参考。

关键词:沿海滩涂围垦;土壤性质;生物多样性;土地利用变化;生态系统服务;生态安全

Effect of reclamation activity on coastal ecological environment: progress and perspectives

XU Caiyao[1,2], PU Lijie[1,2,*], ZHU Ming[1]
1 *School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing* 210023, *China*
2 *The Key Laboratory of the Coastal Zone Exploitation and Protection, Ministry of Land and Resources, Nanjing* 210023, *China*

Abstract: Coastal wetland ecosystems are among the most productive yet highly threatened systems in the world. Being typical ecologically vulnerable zones, coastal wetland ecosystems are not only the most active area on earth's surface and are affected by anthropogenic activities. Therefore, the severity of anthropogenic pressure on the environment is increasing. In recent decades, the reclamation of coastal wetland for agricultural and architectural land use has been a common practice worldwide. It has become an important method of meeting the increasing demand of space for living and development in China. This paper summarized the history and status quo of coastal reclamation briefly, analyzed the effects of reclamation activity on coastal eco-environment from the aspects of soil properties, biodiversity, land use and landscape pattern, ecological security, and ecosystem services. The present study showed that with the increase in time after reclamation, 1)

基金项目:国家自然科学基金重点项目(41230751);国土资源部公益性行业科研专项(201511086)
收稿日期:2016-11-14;　　**网络出版日期**:2017-10-18
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: ljpu@ nju.edu.cn

tidal flat soil accumulated nutrient in the process of desalinations and tended to become fertile; 2) plant species diversity increased, whereas terrestrial insects and soil animals gradually replaced macrobenthos and waterfowl, which constituted the typical biological communities in coastal wetlands; 3) land use transformed from natural land use to artificial land use, and the landscape pattern appeared to increase fragmentation and dominance index, while decreasing diversity; 4) during the transition of natural wetland ecosystem to terrestrial ecosystem, the provisioning value increased and provisioning was the only growth ecosystem service, but its increment was lower than the reduction from regulating, cultural and supporting, leading to the loss of total value of ecosystem service; 5) reclamation could increase ecological risk in terms of land and water resource security, biological invasion, natural hazard and other factors. Therefore, the trade-off between resource utilization and environmental conservation to realize the harmony between man and nature has been a key problem in coastal reclamation activity. Consequently, in the future, we should study the mechanisms underlying the effects of reclamation based on long-term stationary experiments for developing the meta-synthetic framework and integrated countermeasures system. In addition, further research on the effects of reclamation and exploitation on coastal eco-environment would be necessary.

Key Words: coastal wetland; soil property; biodiversity; reclamation activity; ecosystem service; ecological security

海岸带,陆海交互作用的过渡地带,是典型的生态交错带和脆弱区,也是人类开发利用强度最高的区域之一[1-2]。海岸带开发不断干扰滨海湿地生态系统,破坏其自然生态环境,土地利用/覆被发生着剧烈变化,人地关系也随之改变。沿海滩涂的涵义可分为狭义和广义,狭义上是指潮间带,广义上不仅是指全部潮间带,还包括潮上带和潮下带可供开发利用的部分[3-4]。目前,沿海滩涂的概念在学术界尚未达成共识,但可以明确的是沿海滩涂湿地是自然滨海湿地的重要组成部分。陆健健指出滨海湿地是海平面以下 6m 至大潮高潮位之上与外流江河流域相连的微咸水和淡浅水湖泊,沼泽以及相应河段间的区域,分潮上带淡水湿地、潮间带滩涂湿地、潮下带近海湿地和河口沙洲离岛湿地 4 个子系统及若干型[5]。关道明在《中国滨海湿地》一书中指出中国滨海湿地分为自然滨海湿地和人工滨海湿地,其中自然滨海湿地包括浅海水域、滩涂、滨海沼泽、河口水域和河口三角洲,而人工滨海湿地包括养殖水塘、盐田和水库;同时指明,滩涂是指底部基质为岩石、砾石、沙石、粉砂、淤泥的海滩[6]。泥滩(潮滩)、砂滩(海滩,俗称沙滩)和岩滩(岩礁滩或碎石滩)都隶属于沿海滩涂,只是各自的地质构造成分不同;而根据形态变化,我国沿海滩涂湿地一般分为三类:稳定型滩涂、淤涨型滩涂和侵蚀型滩涂[7]。目前,对沿海滩涂湿地的开发方式统称为"围填海",依据海岸带的自然特征,海岸带的开发活动可分为两大类:围填海造地后开发(非淤涨型海岸)和自然滩涂围垦开发(淤涨型海岸)。围填海造地主要是在沿海修筑海堤围割部分海域后人为将水排干(或依靠自然干燥、植被生长)或用泥沙岩土等固体物质通过填海的方式形成陆地的行为[8],是人类开发利用海洋的重要方式之一。世界许多沿海国家或地区都采取了围填海造地的策略,如荷兰、日本和韩国等[9];其中,荷兰是围填海造地的典型代表,据统计,荷兰累计围海造地约 9000km^2,相当于其陆地国土总面积的 1/4[10]。而对于淤涨型海岸,沿海滩涂在河流泥沙作用下不断向海推进,其面积上动态增长特征为人类生存和发展提供了广阔的空间[11];自然滩涂在围垦和开发后逐渐转变为水产品养殖、农业、工业、居住等用地,如《江苏沿海地区发展规划》[12]。围垦工程所引起的生态环境变化受到国内外专家学者的广泛关注,本文对沿海滩涂围垦开发的历史及现状进行简要梳理,并综述了人类围垦活动影响下的滩涂湿地土壤性质、生物多样性、土地利用及景观格局、生态系统服务及生态安全的国内外研究现状,在此基础上进行初步展望,为推动海岸带生态系统的可持续发展提供参考。

1 沿海滩涂围垦开发的历史及现状

沿海滩涂围垦活动历史悠久,影响巨大,世界上许多沿海国家与地区都已开展(图 1)。从 13 世纪开始,荷兰的土地面积因海水侵蚀减少了 5600km^2;分别于 1932 年和 1982 年建成的须德海工程和三角洲工程是以

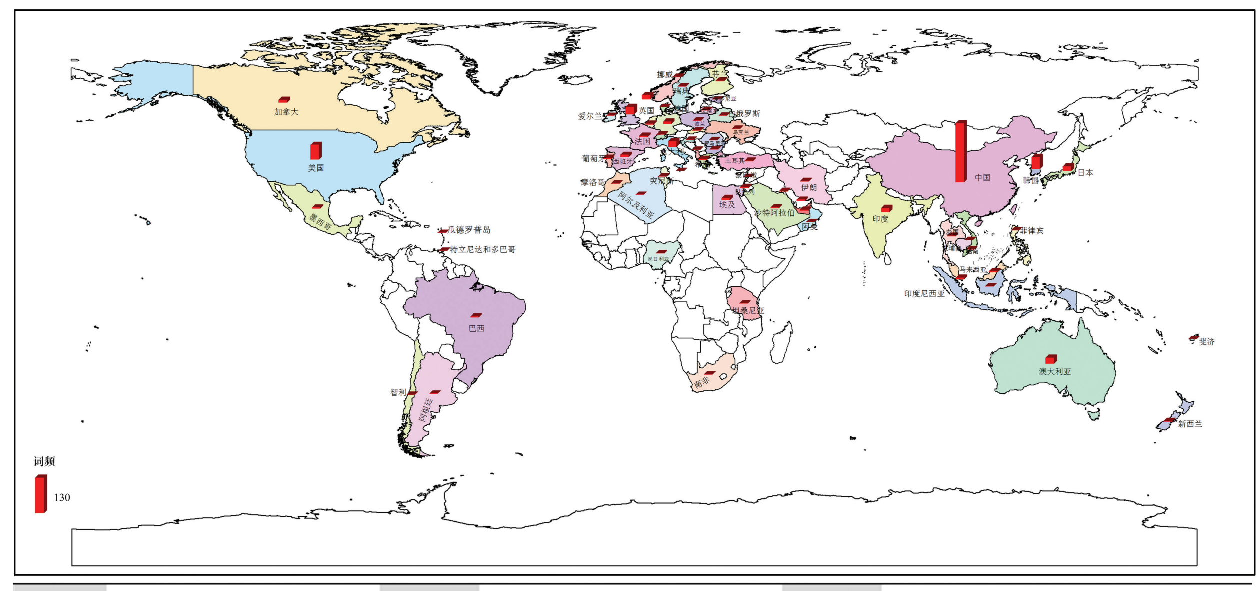
根治洪水灾害和推动经济发展为长远目标[13];荷兰的海岸带开发从最初的建立堤坝来保护沿海居民免受高潮和洪水危害到21世纪的退滩还水以保护海岸带生态环境的模式,其总体目的是保障生存安全。同时,韩国和日本也在海岸带地区进行着大量的开发活动。韩国从20世纪60年代以农业为主的大规模围垦到20世纪80年代以后控制和缩减围垦规模的变化过程[14],于1991年启动、2006年建成的新万金工程计划便是其最具代表性的工程之一[15]。日本的海岸带开发最早始于11世纪,经历了以农业为导向的围海造田到以工业开发为主的填海建厂的大规模开发阶段,再到以第三产业为主的限制开发阶段[14],工业化发展和人口增长是其主要驱动因素。美国进行海岸带开发的驱动力主要是城市化发展[16],由于其人口主要聚集在沿海区域,随着沿海城市发展迅速,海岸带开发较为明显。

随着社会经济的飞速发展以及城市化进程的逐步推进,中国的人地矛盾日益突出;而沿海滩涂围垦工程的实施是东部沿海地区缓解人地矛盾的主要方式之一(图2)。中国拥有近 18×10^3km的大陆海岸线和 14×10^3km的岛屿岸线,其中,淤泥质海岸岸线全长超过 4×10^3km,约占全国大陆海岸线总长的1/4,沿岸拥有近 20×10^3km^{2}的潮滩湿地[20]。1985至2010年间,我国海岸带地区围垦海岸带湿地超过7500km^2[21]。按照行政单元来看,中国沿海地区有9个省份(辽宁、河北、山东、江苏、浙江、福建、广东、海南和台湾),一个直辖市(天津),一个自治区(广西)以及两个特别行政区(香港和澳门),其中,围垦强度较大的地区有江苏、浙江以及环渤海区域[21-22]。据统计,新中国成立以前我国围海造地面积已达 1.3×10^5km^2[23]。1949年以来,直到20世纪60年代中期,围垦主要以盐田扩张的形式进行,如河北、天津的长芦盐场和海南的莺歌海盐场;20世纪60年代中期到70年代,围垦工程主要为农业发展服务,如上海、江苏和福建;20世纪80年代至90年代后期,以水产养殖为主进行的滩涂开发;21世纪初期以来,大范围的土地开垦以促进地区快速经济发展,新增土地主要用于城市化、工业化及港口建设,如天津滨海新区、河北曹妃甸新区和上海南汇东滩垦区[19]。根据预测,2050年前,有可能再造10000—15000km^{2}土地的生存空间[24]。

2 围垦活动影响下沿海滩涂土壤性质变化

沿海滩涂土壤是由含有一定量有机和无机养分的滨海相母质在周期性的湿润条件下经过缓慢而复杂的生物循环、物质还原以及微弱淋溶等过程发育而成[25]。大部分自然滩涂经围垦开发后成为水产养殖、农业用地和建设用地等,其物理、化学和生物特性均会发生变化。目前,围垦活动下滩涂土壤性质的变化以及质量演变过程已被众多学者分析和探讨。

土壤物理性质主要包括土壤结构性、孔性、力学性质和耕性,各种性质和过程相互联系、相互制约。现有研究中,沿海围垦活动对土壤物理性质的影响较常用的指标有土壤质地(颗粒组成:砂粒、粉粒和粘粒含量)、土壤结构(土壤颗粒的排列与组合形式,如,团粒结构)、土壤容重(田间自然状态下单位容积土体的质量,含土粒和孔隙)和土壤水分含量等。围垦滩涂大多数属于粉砂淤泥质,故随着围垦年限的增加,滩涂土壤中砂粒减少而粉粒、粘粒增加。陈影影等对江苏东台滩涂围垦区的研究表明,随着围垦时间的增加,经过淋洗和耕种,土壤不断熟化,细粒组份含量不断增加[26];张濛等在江苏如东围垦区的研究表明,在60a的围垦过程中,不同人类干扰强度下,土壤粒径分布均表现出在脱盐过程中随围垦年限增加而砂粒减少、粉粒和粘粒增加的过程,脱盐后砂粒的年均下降率可达0.72%[27];Sun等的研究显示土壤颗粒组成在围垦后30a趋于稳定[28]。现有研究中,围垦活动对滩涂土壤团聚体的研究较少;李建国研究江苏如东围垦区滩涂土壤团聚体得出,随着围垦时间的增加,<53μm和>250μm团聚体呈先减少后增加的趋势,而53—250μm团聚体则呈先增加后减少的趋势[29]。围垦后滩涂土壤含水量呈现下降的趋势而容重呈增加的趋势,含水量的降低主要是受围垦后高程增加导致地下水位降低的影响。Sun等的研究证实长江口奉贤垦区土壤含水量遵循这一规律,且在围垦后30a达到稳定状态[28];分析珠江口围垦100a来土壤性质变化发现随着围垦年限的增加,含水量逐渐降低,0—60cm土壤容重均值由0.74g/cm^{3}增加到1.06g/cm^3[30]。土地利用方式的不同能显著影响土壤物理性质。周学峰等的研究表明,不同土地利用方式能显著影响表层土壤(0—20cm)的颗粒组成,对深层土壤的影响不显



序号	国家	词频	序号	国家	词频	序号	国家	词频
1	中国	267	23	希腊	5	45	柬埔寨	1
2	美国	67	24	巴西	5	46	黎巴嫩	1
3	韩国	55	25	墨西哥	5	47	越南	1
4	英国	34	26	土耳其	4	48	爱尔兰	1
5	澳大利亚	27	27	芬兰	4	49	爱沙尼亚	1
6	意大利	27	28	科威特	3	50	白俄罗斯	1
7	日本	22	29	伊朗	3	51	保加利亚	1
8	荷兰	20	30	新西兰	3	52	波兰	1
9	印度	19	31	阿根廷	3	53	克罗地亚	1
10	加拿大	13	32	泰国	2	54	罗马尼亚	1
11	德国	12	33	印度尼西亚	2	55	斯洛代克	1
12	埃及	11	34	阿尔巴尼亚	2	56	乌克兰	1
13	西班牙	10	35	丹麦	2	57	智利	1
14	法国	7	36	立陶宛	2	58	阿尔及利亚	1
15	新加坡	7	37	挪威	2	59	摩洛哥	1
16	葡萄牙	6	38	瑞典	2	60	马耳他	1
17	阿联酋	5	39	瑞士	2	61	南非	1
18	巴林岛	5	40	突尼斯	2	62	坦桑尼亚	1
19	马来西亚	5	41	尼日利亚	2	63	瓜德罗普岛	1
20	沙特阿拉伯	5	42	阿曼	1	64	特立尼达和多巴哥	1
21	以色列	5	43	菲律宾	1			
22	比利时	5	44	斐济	1			

图 1　已开展沿海围垦活动的国家分布图

Fig.1　A sketch map on the countries with reclamation projects

该图中沿海围垦国家分布情况是通过 ISI Web of Knowledge 平台获取:选择 Web of Science™ 核心合集,检索主题为"coastal"并包含"reclamation",时间跨度为 2006—2016,共得到 545 篇文献;导出文献后,通过 Citespace 软件分析研究分布的国家,共得到 64 个国家;同时也获取到每个国家在所有文献中出现的频率(图 1 中以柱状图表示),以此表征近 10 年来各个国家对沿海围垦活动的研究热度。该方法所得结果只作为参考,并不是精确描述

著;表层土壤粘粒(<4μm)和细粉砂(4—16μm)含量差异明显,表现为稻田>菜地>林地[31]。

土壤化学性质主要包括土壤胶体,土壤溶液的化学反应(酸碱反应和氧化还原反应等),以及土壤元素(碳、氮、磷、硫、钾和微量元素等)的生物地球化学循环等,它们之间相互联系、相互制约。目前,滩涂土壤化学性质变化研究主要分析土壤 pH,电导率和盐分,养分(碳、氮、磷和钾等)循环以及重金属、有机污染物的含量变化等。一般而言,滩涂盐土在农作物残体、有机肥的添加以及人为耕作管理的影响下,随着围垦时间的增加,总体趋势表现为盐分下降,pH 值降低,养分增加。如,Fernández 等分析西班牙北部的比斯开湾自然湿地和围垦区湿地土壤性质发现,围垦后土壤 pH 值以及碳酸盐和可交换性钙的含量下降,而有机质和铁含量增

图 2 中国沿海围垦历史及现状[17-19]

Fig.2 The history and status quo of coastal reclamation in China

加[32]；张晶等借助时空替代法对江苏南通如东围垦后 60a 来表层土壤性质进行分析表明，随着围垦年限的增加（0—60a），土壤 pH 由 8.02 降为 7.68，有机质、碱解氮和速效磷分别从 4.60g/kg、19.01mg/kg 和 9.57mg/kg 增至 9.24g/kg、49.61mg/kg 和 10.42mg/kg，而速效钾由 393.13mg/kg 降至 151.18mg/kg，且围垦后 10 年是 pH 和养分变化的转折点[33]，Xu 等在该地区的分析表明围垦后土壤盐分逐渐下降，表层土壤盐分由约 40dS/m 减少至约 2dS/m，且在围垦后 30a 趋于稳定[34]，而王琪琪等借助土壤质量综合指数评价该地区土壤质量发现围垦 60a 来土壤质量随围垦时间变化轨迹为急剧提高（10a）—相对稳定（10—30a）—持续提高（40—60a）[35]；张濛等在江苏盐城东台滩涂围垦区的研究显示 58a 的人类耕作活动使得滩涂土壤电导率（$EC_{1:5}$）从 5.29dS/m 降至 0.11dS/m，$pH_{1:2.5}$ 由 8.76 减少到 7.93，而土壤有机质、全氮和碱解氮则由 2.64g/kg、0.15g/kg 和 15.91mg/kg 增至 13.72g/kg、1.12g/kg 和 48.96mg/kg，速效钾从 342.45mg/kg 降至 119.65mg/kg[36]。其中，土壤养分在总体增加的趋势下可能会存在细微的波动，例如，Iost 等和吴明等对杭州湾滨海湿地分析发现有机碳在围垦后 5—20a 内先减少然后逐渐增加[37-38]；周学峰对崇明东滩围垦区土壤的分析发现 0—20cm 土壤有机碳含量在围垦后 9a 内由 0.564%降至 0.33%，随后开始上升，到围垦年限为 38a 时增加至 0.529%[39]。此外，土地利用方式的不同也会导致土壤化学性质的差异。滩涂垦区主要限制因子——土壤盐分的变化趋势受土地利用方式的影响较大：Li 等研究发现开发为养殖水塘的土壤盐分比自然滩涂和建设用地、林地、耕地等其他用地类型要高[40]，但 Xu 等研究得出开发为耕地的土壤电导率高于养殖水塘，又指出土壤脱盐作用在围垦后 30a 达到平衡[34]，然而 Sun 等发现盐分在围垦后 49—109a 内出现上升的变化趋势[28]。此外，滩涂经围垦开发后养分含量的多少也与土地利用方式有关：周学峰研究得出围垦后成为稻田、菜地和林地的 0—20cm 土壤有机碳含量分别为 0.546%、0.443%和 0.307%[39]；Li 等的研究表明农业用地的有机质（4.7%）、硝态氮（28mg/kg）以及有效磷（47mg/kg）含量要高于养殖水塘、林地、果园和建设用地等[40]，主要原因是由于农业活动不断的施肥；但也有研究指出土壤全磷含量不因土地利用方式和土壤深度发生变化[41]。

土壤酶活性和土壤呼吸是反映土壤生物性状的重要指标，均与土壤微生物、动物和植物有关，也都能指示土壤质量的变化[42-43]。研究表明，在长江口湿地的研究得出，筑坝促淤等人类活动导致干扰强度升高使得滩涂土壤呼吸加大[44]；对江苏如东围垦区分析发现，围垦后土壤脲酶、酸性磷酸酶和碱性磷酸酶的活性随围垦时间显著提高[35]。不同土地利用方式下滩涂土壤酶活性和微生物数量受到影响：张士萍的研究得出种植果蔬的土壤微生物数量和土壤脲酶、碱性磷酸酶和转化酶活性比种植水稻和鱼塘要高[45]。此外，土壤微生物生物量反映微生物在土壤中的实际含量和作用潜力，也代表着土壤养分的活性部分，主要有微生物量碳、微生物量氮、微生物量磷和微生物量硫等，常被用于评价土壤质量的生物学性状。张容娟等分析上海崇明岛滩涂围垦区不同土地利用方式土壤微生物生物量碳含量表明，由于表层土壤的秸秆和肥料的投入较高，水作农田的土壤微生物生物量碳最高，林地和旱作期农田土壤相对较低，而撂荒地或裸地最低[46]；目前，系统地分析围垦活动对土壤微生物生物量的影响的研究较少。

土壤的物理、化学和生物性质相互影响、相互制约。滩涂土壤的理化性质和生物特性因围垦后土地利用

方式不同导致人类活动强度、管理方式等的差异而发生变化。总体而言,围垦活动下沿海滩涂土壤在围垦后30 年左右趋于稳定,如,长江口奉贤段围垦区土壤理化性质在围垦后 30 年达到稳定状态[28];围垦期限超过30 年后,江苏如东县滩涂区土壤氮转化速率指标(总矿化率、净矿化率、总硝化率、净硝化率、铵态氮同化率、硝态氮同化率)渐趋稳定[47],该地区农业用地的土壤质量在围垦后 30 年趋于稳定[35]。

3　沿海滩涂围垦活动对生物多样性的影响

生物多样性是指生命形式的多样性,具体来说是在一定时间和一定地区所有生物(动物、植物、微生物)物种及其遗传变异和生态系统的复杂性总称[48]。在人类活动干扰强度不断增加且围垦堤坝阻断了海水进入的背景下,滩涂湿地原有的自然、湿地生态系统逐步转变为人工、陆地生态系统。已有研究分析围垦活动对沿海滩涂湿地生物多样性的影响主要从植物、动物和微生物三方面进行展开。

一般来说,随着围垦时间的增加,滩涂围垦区植物物种多样性呈现不断增加的总体趋势。沿海滩涂围垦区植被调查结果表明,江苏东台滩涂新围垦区(围垦年份为 2005—2013 年)内主要优势物种是互花米草和盐地碱蓬[49];杭州湾南岸新围垦区内植物以禾本科(*Gramineae*)、菊科(*Asteraceae*)以及一些盐碱地特有植物种类为主,仅出现旱柳(*Salix matsudana*)和柽柳(*Tamarix chinensis*)2 种木本植物且个体较小(树高<5m),呈现以占群落总数 80%的灌丛植物群落为主,辅以少量草本群落为特征的分布格局,缺少自然森林植被[50]。多数研究基于“以空间代时间(时空替代法)”调查不同围垦年限围垦区内自然植被群落以揭示沿海滩涂湿地生态系统在围垦活动影响下自然植被的演替过程,结果表明,杭州湾海岸带(长江口)奉贤围垦区调查的 67 个样方中总共发现 50 个物种,分属 20 科 50 属,其中禾本科和菊科占全部种数的 46%,还有豆科、莎草科、蓼科、苋科、茄科等,且物种丰富度指数和物种多样性指数随着土地利用程度的升高出现先上升后下降的趋势而物种生态优势度指数则呈下降趋势[51];崇明东滩围垦区内共出现 49 种草本植物,涉及 20 科 45 属,其中菊科和禾本科约占全部种数的 45%,还包括豆科、藜科、大戟科、蓼科、苋科和旋花科等,且草本植物物种多样性在围垦年限 50a 左右时达到最大值,随后出现小幅下降[52];慎佳泓等调查乐清湾和杭州湾滩涂垦区的海陆样带发现在新围垦区,植物种类多集中于互花米草、芦苇、碱菀、盐地碱蓬、钻形紫菀、海三棱藨草等少数物种,其中以互花米草和芦苇的优势度为最大;随着围垦时间的推移,一年蓬(*Erigeron annuus*)、苦苣菜(*Sonchus oleraceus*)等菊科以及狗尾草(*Setaria viridis*)、狗牙根(*Cynodon dactylon*)、画眉草(*Eragrostis pilosa*)等禾本科的比例逐渐增加;围垦后 30a 因人工栽培出现萝卜(*Raphanus sativus*)以及木麻黄(*Casuarina equisetifolia*)、桉树(*Eucalyptus sp.*)、水杉(*Metasequoia glyptostroboides*)等乔木,植物群落的种类更加丰富[53]。由上述研究可以看出,在人类围垦活动的干扰下,沿海滩涂湿地生态系统主要群落的变化是从适宜滩涂生长的沼生盐生植被群落,演替为以菊科和禾本科为主的陆生灌草群落,进而逐渐出现由高大乔木组成的复杂植被群落,植被群落的组成完全改变且物种多样性先降低后增加。研究表明,土壤因子是影响植物群落组成及物种多样性的重要外因,而土壤的水盐特征是滩涂围垦区影响植被分布的重要限制因子[51, 54],而土地利用方式和围垦时间亦能通过改变土壤性质进而对植被群落分布产生重要影响[55]。此外,外来物种的引进也严重影响了滩涂湿地生态系统的生物多样性[56-58]。

围垦活动使得沿海滩涂湿地生态系统向陆地生态系统转变,依赖于生境条件的动物群落组成和多样性也因此而改变。目前,沿海滩涂湿地研究较多的动物主要分为两大类:底栖动物和水鸟。底栖动物是湿地生态系统的次级生产者,调节食物网中物质循环和能量流动,既可作为捕食者,摄食浮游生物、植物、碎屑等,又可作为被捕食者,为鸟类等高营养级动物提供食物。现有研究表明,自然滩涂的底栖动物以节肢动物、软体动物和环节动物为主:张崇良等在胶州湾潮间带调查大型底栖动物共得到 95 种,其中多毛类(环节动物)31 种,甲壳类(节肢动物)20 种,软体类(软体动物)33 种,占全部物种数的 88.42%[59];浙江灵昆岛东滩湿地[60]和珠江口伶仃洋西海岸[61]的调查结果也较为一致。研究还表明,滩涂围垦区内大型底栖动物群落的分化程度降低,底栖动物群落种类显著减少,群落组成发生变化:韩国新万金工程(Saemangeum project)引起底栖生物的减少

甚至消失[55, 62];日本谏早湾的软体动物双壳类和腹足类在围垦活动的干扰下不断减少[63];袁兴中等在长江口南岸进行对比调查发现围垦后甲壳动物种类明显减少,随着围垦时间延长,环节动物多毛类种类减少,直到最后消失,而软体动物和昆虫幼虫种类所占比例则明显增加,分别从占总种数的 29.41%、5.89% 增加到 50.00% 和 25.00%[64];黄少峰等在珠江口伶仃洋西海岸进行比较调查得出,自然滩涂的底栖动物种类数显著高于围垦滩涂($P=0.0002$)[61];胡知渊等在浙江灵昆岛东滩湿地的研究也支持这一结果[60]。围垦对底栖动物群落结构及多样性的影响是通过改变潮滩湿地生境中的多种环境因子造成的,如高程、水动力、沉积物特性等的改变[65],滩途围垦后水文条件的变化是影响大型底栖动物群落的重要因素之一。围垦使得底栖动物群落结构发生变化,而以底栖动物为食的水鸟群落也相应地受到影响。杨月伟等于 1997、1999 和 2003 年调查浙江乐清湾水鸟分布及多样性特征显示,鸟类多样性指数和均匀度指数均呈下降趋势,并指出这可能与围垦等人为干扰因素有关[66];张斌等在长江口南汇东滩研究围垦后生境变化对水鸟群落结构的影响得到自然滩涂的减少是鸻鹬类数量下降的主要因素,而大型水产养殖塘和芦苇的增加使得雁鸭类和鹭类数量增多[67];赵平等调查崇明东滩自然保护区的越冬水鸟发现鱼塘-芦苇湿地区拥有最大的越冬水鸟物种多样性和个体多度,低潮盐藻光滩带次之,而海三棱草带和堤外芦苇带较低[68];有研究分析得出,裸露浅滩面积、水域面积、植被密度等因素也是鸟类分布的影响因素;对上海南汇东滩冬季雁鸭类群落和春季鸻鹬类的调查表明,雁鸭类种类、密度与明水面面积显著正相关,与植被面积和植被盖度显著负相关,鸻鹬类种类、密度均与裸露浅滩面积显著正相关,这一结果在崇明东滩得到印证[69]。

土壤微生物对动植物的生长发育有重要影响,同时也参与几乎所有的土壤过程。已有研究表明,上海崇明岛土壤微生物含量在围垦后 16a 内下降,随后逐步上升,且不同围垦年限土壤微生物含量与土壤总氮、粘土含量成显著的正相关关系[70];Cui 等对江苏东台围垦区的研究显示土壤丛枝菌根的群落结构和多样性(香农多样性指数,物种丰富度和优势度)随着围垦年限的增加土壤 EC 降低和 NO_3^--N 上升呈下降趋势,而 Alatalo 均匀度指数随着 pH 的下降而呈上升趋势[71]。有研究揭示土地利用方式以及围垦时间是土壤细菌、真菌群落结构及多样性变化的主要影响因子,且真菌对围垦时间和土地利用方式的响应更为敏感[72]。目前,沿海滩涂围垦活动对土壤微生物群落及物种多样性的研究较少,该方向是今后值得深入探讨的研究领域之一,也将为深刻理解人类围垦活动下沿海滩涂湿地生态系统演变机制提供重要支持。

4 沿海滩涂围垦活动对土地利用和景观格局的影响

在人类围垦活动的作用下,海岸线已由人工岸线逐步代替自然岸线,据统计,中国大陆人工岸线的长度由 20 世纪 40 年代初期的 0.33×10^4km(18.30%)上升至 2014 年的 1.32×10^4km(67.1%),自然岸线则由 20 世纪 40 年代初期的 1.48×10^4km(81.7%)下降至 2014 年的 0.65×10^4km(32.9%)[73]。沿海滩涂的土地利用方式也由以自然状态(滩涂、苇草地、灌草地和林草地等)为主逐渐转化为以人工方式(旱田、水田、养殖水塘、河库沟渠、农村建设用地、城镇建设用地等)为主[74-79],且转变速度在不断加快[80]。已有研究表明,沿海滩涂围垦后景观的斑块数量增多,斑块形状更加简单、规则,分维数下降,破碎化程度升高,景观多样性降低,优势度上升。张绪良等对莱州湾南岸滨海湿地的景观格局分析发现,围垦活动影响下自然湿地逐渐转化为养殖水塘、盐田等人工湿地,景观多样性指数下降、斑块破碎化指数升高[81],这一结论在珠江口[78]、长江口[82]、江苏盐城海岸带[83-84]、天津滨海新区湿地[84-85]和闽东滨海湿地[86]等的研究中也得到体现。沿海滩涂湿地景观格局变化的驱动因子主要分为自然因素和人为因素。研究发现人类活动引起的土地利用变化是其主要原因,而人口增长和经济发展则是土地利用变化的主要推动力,如江苏盐城海岸带[87]、天津滨海新区湿地[85]、珠江河口区湿地[88]。有学者通过对长江口奉贤段围垦区海岸带景观动态变化驱动力分析发现小尺度内人为因素对滩涂景观变动的贡献率达到 57.1%[89]。此外,有研究表明,沿海滩涂湿地的土地利用强度在围垦初期急剧上升,一定时间(30—40a)后达到稳定状态;孙永光等在长江口南汇围垦区的研究得出土地利用多样性指数呈上升趋势并在围垦后 35—40a 达到稳定态;许艳等以江苏省如东围垦区为研究区发现土地利用强度以及土地利用多

样性指数在围垦后 30a 达到最高[90]。

5　围垦活动影响下沿海滩涂生态安全状况

目前,生态安全包括广义和狭义两种定义:广义的生态安全是指在人的生活、健康、安乐、基本权利、生活保障来源、必要资源、社会次序和人类适应环境变化的能力等方面不受威胁的状态,包括自然生态安全、经济生态安全和社会生态安全, 组成一个复合人工生态安全系统;狭义的生态安全是指自然和半自然生态系统的安全,即生态系统完整性和健康的整体水平反映[91]。生态安全的研究主要关注生态脆弱区,现已成为生态学、地学和资源与环境科学等领域的重要课题。关于其研究内容,肖笃宁等指出生态安全研究包括生态系统健康诊断、区域生态风险分析、景观安全格局、生态安全监测与预警以及生态安全管理、保障等方面[91];彭少麟等阐释其主要包括环境资源安全、生物与生态系统安全和自然与社会生态安全[92]。综上所述,生态安全的研究包含客观性分析与主观性评价两个层面:一是对生态系统质量与活力的客观分析,即气候、水、空气、土壤等环境和生态系统的健康状态;二是从人类对自然资源的利用与人类生存环境辨识的角度来分析与评价自然和半自然生态系统,也就是人类在生产、生活和健康等方面不受生态破坏与环境污染等影响的保障程度,如,饮用水与食物安全、空气质量与绿色环境等基本要素。

围垦活动影响下沿海滩涂的生态安全问题主要表现在生态环境质量(如,土地资源安全、水资源安全)、生态系统健康(如,生物入侵造成生态系统失衡)以及人类生存环境的保障(如,自然、地质灾害加剧使得当地居民利益受损)等方面。土地资源安全主要指来自砷、重金属(如,锌 Zn、镍 Ni、铬 Cr、铜 Cu、铅 Pb 和镉 Cd 等)或有机物(如,多氯联苯 PCBs、多环芳烃 PAHs 等)等造成的土壤污染。围垦造成的滩涂湿地生态系统愈发脆弱和敏感,滩涂所受砷、重金属及有机污染物的风险也大增。虽然部分滩涂垦区的重金属环境质量良好,但随着人类活动干扰,生态风险水平有逐步增加的趋势:吕建树分析了整个江苏海岸带的重金属环境得出,江苏海岸带土壤重金属环境质量较好,基本能保证农业生产和人体健康,处于轻微生态风险水平,而 Cd 和 Hg 是江苏海岸带土壤污染程度最高的两种元素,均处于中等生态风险水平[93];姚荣江等对江苏东台滩涂围垦区重金属分析得出该地区不存在土壤重金属明显超标的现象,但重金属引起的潜在生态风险及污染水平总体趋势为工业园区>居民区>农田>围垦滩涂[94];珠江口湿地在人类开发活动下已受到 Cd(2.79—4.65mg/kg)、Zn(239.4—345.7mg/kg)和 Ni(24.8—122.1mg/kg)的污染[95];黑海[96]、渤海和黄海[97]、莱州湾附近海域及长江口和杭州湾海域[98]以及北部湾[99]等沿海区域也已被证实受重金属污染;王晓辉等研究得出养殖水塘因围垦后环境较为稳定,故养殖水塘重金属风险较低[100]。此外,Zhao 等通过时空替代法分析珠江口湿地发现围垦后 100 年来土壤 PCBs 含量发现随着围垦时间的增加 PCBs 含量升高[101],Xiao 等对珠江口湿地的研究发现 PAHs 含量在人类围垦活动下有所升高,且工业区>码头区>农田>水闸区>自然湿地[102]。由上可见,工业发展和城镇化建设是土壤重金属、有机物污染风险升高的主要驱动力,强烈的人类活动加速了土壤重金属和有机物的累积;因此,围垦活动下的土地资源安全应予以重视。水资源安全主要是指水体富营养化问题;陆源氮磷输入是导致水体富营养化的主因,而生产生活污水排放、养殖水域养分流失、农业活动等是氮磷输入的主要来源。已有研究表明,韩国新万金工程的实施导致当地水体缺氧、水资源质量恶化,连续引发赤潮[103];Strokal 等分析了中国各大海域(渤海湾、黄海和南海)富营养化潜在风险得出至 2050 年氮磷输入量仍将增加 30%—200%,而污水处理、农业管理可能是减轻风险的有效途径[104]。生物入侵不仅能完全改变生态系统的结构和功能,而且能深刻影响人类的生产、生活及健康,甚至造成重大的经济损失。目前,大米草和互花米草被认为是沿海滩涂主要且关注较多的入侵物种,最初因保滩护岸、促淤造陆等目的而人为引进,但研究显示可能对被入侵地的自然环境、生物多样性、生态系统乃至经济生活带来一系列影响,如,侵占大片滩涂进而取代土著植物、影响海水交换能力致使水体富营养化、因改变底栖动物和水鸟的栖息地导致生物多样性下降、生长迅速且根系发达使得航道堵塞、开发利用价值低造成经济损失等危害[105-107]。全球气候变化的影响下,沿海滩涂湿地生态系统遭受因海平面上升带来的一系列影响(海啸、风暴潮等),而高强度人类活动使得围垦滩涂湿地生

态系统失衡、抵抗力下降,更易引发生态、地质灾害。研究表明,韩国新万金工程使得海岸侵蚀加剧,生态灾害频发,湿地生态系统自身健康受损[103];江苏连云港海岸带湿地生态适宜性评价显示,70.38%的海岸线生态环境处于不适宜状态,这一结果也通过分析污染物含量和水体质量得到验证[108];Lotze 等总结分析了人类活动对河口、海岸带等湿地的影响发现,超过 90%的重要物种和高达 65%的海草以及湿地栖息地被毁坏,水体质量退化,外来物种入侵加速[109]。

此外,学者们利用模型进行生态系统整体的生态安全评价,其中压力-状态-响应(PSR)模型是较典型的方法。研究表明,围垦活动使得湿地生态系统的生态安全状况逐步恶化,如,钦州湾滨海湿地[110]、江苏南通沿海滩涂湿地[111]和广西近海生态系统[112-113]。还有研究者借助景观生态学理论和景观指数法来评价景观生态安全得出,随着围垦时间的增加,生态系统由滩涂湿地生态系统转向陆地生态系统,景观生态安全指数在波动中逐渐升高,生态系统重新达到稳定状态;而沿海滩涂的景观生态安全状况于围垦后 34—37 年达到一个新的平衡状态[114-115]。

6 围垦活动对滩涂湿地生态系统服务的影响

生态系统服务功能是指生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用[116]。千年生态系统评估(Millennium Ecosystem Assessment,MA)制定的生态系统服务分类体系是目前使用较广泛的框架之一,主要分为四大类:供给服务(供给食物、纤维、燃料、生物化学品等)、调节服务(调节气候、水文,净化水和废弃物处理,调控自然灾害,授粉等)、文化服务(休闲娱乐,美学,教育等)和支持服务(土壤形成和养分循环,生物多样性保护,提供栖息地等)[117]。土地利用变化是生态系统服务损失的主要驱动力,围垦活动改变着滩涂湿地景观及土地利用类型,进而影响其所能提供的生态系统服务[118]。MA 在报告中也指出,未开垦的湿地的总经济价值往往大于已开垦的湿地的总经济价值[117]。多数研究表明,围垦活动造成沿海滩涂湿地生态系统服务总价值的净损失,且损失量随着围垦强度的加大而升高。如,江苏省沿海围垦区(包括连云港、盐城、南通)在 1980 年到 2010 年间因土地利用变化生态系统总价值损失约 43.20 百万 US \$/a[119];1990 至 2000 年间,因 71%的滩涂湿地在人类活动下遭到破坏进而消失,上海的崇明东滩总价值减少了 62%(316.77 百万 US \$/a 降为 120.40 百万 US \$/a)[120];Wang 等对厦门同安湾围垦计划进行生态系统服务价值估算发现,围垦后生态系统服务价值都将受损,且损失量随着围垦规模的增大而增加[121]。不同生态系统服务的价值变化可以概括为供给服务的增加量小于其他服务(调节服务、文化服务和支持服务)的减少量,这一点在杭州湾南岸湿地[122]已被证实;而 Xu 等对江苏中部沿海围垦区 1977—2014 年各项生态系统服务功能的分析也表明,供给服务(粮食生产)是所有生态系统服务功能中唯一增长型(绝对值和相对值均升高)的服务功能[115],但该区域生态系统总价值仍处于降低的趋势。现有围垦活动多出于缓解人地矛盾、增加耕地资源的目的,自然湿地和栖息地逐渐减少,支持服务随之降低。研究表明,韩国新万金围垦区的调查发现,水鸟适宜生存的栖息地面积和质量大大减少和降低[123];对天津沿海湿地和莱州湾滩涂湿地的分析显示,沿海围垦活动损害水生生境和底栖生境的健康状况,且底栖生境受损更加严重[124]。此外,研究表明,江苏滩涂湿地生态系统在围垦后 39 年左右进入以人工生态系统为主的新平衡,实现自然—人工生态系统的转换,转换之后的人工生态系统的生态系统服务价值要低于原有的自然生态系统[115]。

7 研究展望

沿海滩涂湿地生态系统,典型的生态脆弱区,既是地球表面最为活跃的自然区域,又承载着人类的生存与发展,其生态环境面临着巨大压力。在全球变化的背景下,沿海滩涂湿地的脆弱性及人类活动干扰强度的增大使得湿地生态系统的影响研究趋于持续、复杂、多元、综合化,已有研究分析了围垦活动对沿海滩涂湿地生态系统许多方面的影响(图 3),但缺乏统一的研究框架,而且单独分析某一问题也已无法适应现实需要。基于此,笔者认为有以下 3 个方面应重点关注。

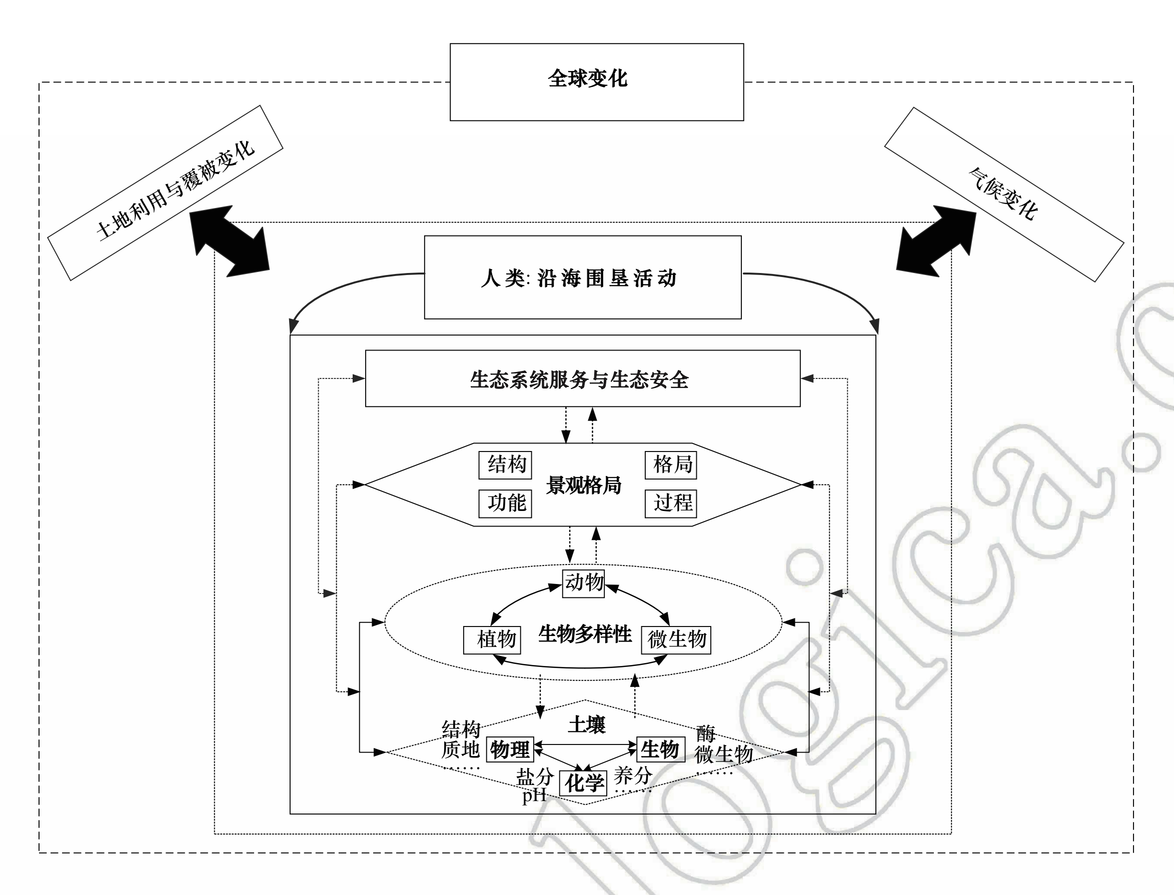


图 3　人类围垦活动的生态环境影响研究框架

Fig.3　Research framework of the eco-environmental impact of reclamation activity on coastal wetland ecosystem

7.1　人类围垦活动生态环境影响机理性研究

人类围垦活动对沿海滩涂生态系统的环境影响研究已从各方面内容(如,土壤性质、生物多样性、土地利用变化与景观格局、生态系统服务和生态安全等)进行展开和探讨,但多数是基于数据分析的趋势变化,缺乏深度剖析成因和机理性的表达。例如,生态系统的服务功能与生态系统的结构与过程有关,依赖于具体的生态系统,而且受不同区域的地理、生态、气候等条件的影响。然而,目前我国的生态系统服务研究大多数是建立在相对不完全的生态系统研究基础上,没有对生态系统的结构、生态过程与服务功能的关系进行深入的机理性分析。此外,人类围垦活动对生态环境影响涉及图 3 中的各个方面,且各方面之间也存在交互作用,现有研究中的交互作用分析较少。已有研究中,生物多样性与生态系统之间的研究已为许多学者所探讨,如,生物多样性与生态系统服务功能[125-126],生物多样性与生态系统稳定性[127],生态安全与生态系统服务[128],其理论与相应的研究成果也较成熟,但对于人类围垦活动下沿海滩涂生态系统的相关研究较少。同时,生态系统服务之间的权衡(trade-off)与协同(synergy)关系是未来的研究趋势和重点[129-131],也是深刻剖析围垦活动对滩涂湿地生态系统影响的重要途径。此外,如何较好地刻画围垦活动下生态系统本身的自然特点和社会经济特征变化以及自然-人文两者之间的交互作用也是保护沿海滩涂资源的基础性工作之一。

7.2　全球变化背景下沿海围垦区的长期定位观测与实验

围垦活动下的海岸带经历着从滩涂湿地生态系统向人工陆地生态系统的转变过程,自身的生态敏感性和脆弱性使得其对全球气候变化的响应更加剧烈。现有研究多采用"以空间代时间"的方法来研究生态过程的动态变化,而成土母质、气候变化等因素的差异导致该方法只能得到大致的规律,无法精确描述。在全球气候变化的背景下,长时间序列的数据对于理解生态过程和进行生态管理至关重要,这便要依靠长期定位监测才能获得。长期定位观测是通过在典型自然或人工生态系统地段建立长期定位观测设施,对生态系统的组成、结构、功能及其生态过程进行长期监测,以阐明生态系统发生、发展、演替的内在规律和变化机制[132]。因此,

长期定位观测能为长时间尺度研究提供数据支持,有利于系统地了解和掌握全球气候变化下滩涂围垦区的生态环境变化。全球许多国家与国际组织都已建立了长期定位观测网络,如,美国[133]、澳大利亚[134]、加拿大、英国、德国、瑞士以及联合国[132]。我国也已经建立了中国森林生态系统研究网络(Chinese Forest Ecosystem Research Network, CFERN)和中国生态系统研究网络(Chinese Ecosystem Research Network,CERN),在全国范围内建立站台,并提供数据服务(http://www.cnern.org.cn/)。根据网站数据提供情况,分布在沿海区域的站台只有胶州湾站和大亚湾站(海湾生态站),用来监测海湾生态系统的动态变化,而对于沿海滩涂围垦区的监测尚未开展。

7.3　构建区域集成的研究框架,全面系统地分析围垦活动的生态环境影响

围垦活动的生态环境影响研究将会是格局-过程耦合、人-自然耦合的综合研究[135-137],同时也将是跨区域的集成研究。滩涂资源的重要性不言而喻,随着沿海开发的不断加强和沿海围垦活动的逐步实施[138],由人类围垦活动所引起的生物入侵、生境破坏等问题也已不再仅仅停留在某一区域,人类围垦活动的外部性(溢出效应)研究便是不同地区之间的综合集成研究。目前,沿海滩涂围垦活动的生态环境影响研究多数局限在所要研究的区域,欠缺考虑其他区域与研究区之间交互作用的分析和定量评估。远程耦合研究框架(Telecoupling framework)是值得借鉴的方法之一,其旨在以人与自然耦合系统为研究单元,通过分析远距离的两个或多个人-自然耦合系统之间的交互作用,从而更好地揭示不同地区之间相互影响的过程[136, 139-141]。目前,远程耦合研究框架已逐渐运用到自然生态、社会经济等各个研究领域,如,生态系统服务[142],自然保护区[143],土地利用与土地变化[144],国际土地交易和物种入侵[144]等。该方法通过逐一分析研究框架中五大组成成分(耦合系统,流,原因、代理和影响),描述远程耦合系统之间物质、能量和信息流动,以全局的角度分析问题,从而达到单一系统研究视角所无法获得的效果。远程耦合框架提供了一个更加广泛的分析方法,它从跨地区到全球各个层面对影响可持续性的远距离社会经济和环境相互作用进行综合研究[141]。笔者认为,该框架为区域集成研究提供了思路,整体和全局的研究视角也将给沿海滩涂围垦活动的生态环境影响研究带来新的机遇。

参考文献(References):

[1]　OECD. OECD core set of indicators for environmental performance reviews. Environment Monographs No. 83. Paris: OECD, 1993.

[2]　Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis Washington, DC: Island Press, 2005.

[3]　杨宝国, 王颖,朱大奎. 中国的海洋海涂资源. 自然资源学报, 1997, 12(4): 307-316.

[4]　彭建, 王仰麟. 我国沿海滩涂的研究. 北京大学学报:自然科学版, 2000, 36(6): 832-839.

[5]　陆健健. 中国滨海湿地的分类. 环境导报, 1996, (1): 1-2.

[6]　关道明. 中国滨海湿地. 北京: 海洋出版社, 2012.

[7]　王刚. 沿海滩涂的概念界定. 中国渔业经济, 2013, 31(1): 99-104.

[8]　尹延鸿,尹聪. 围海及填海造地的起因、发展及问题. 自然杂志, 2014, 36(06): 437-444.

[9]　胡斯亮. 围填海造地及其管理制度研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2011.

[10]　李荣军. 荷兰围海造地的启示. 海洋开发与管理, 2006, 23(3): 31-34.

[11]　张忍顺. 苏北黄河三角洲及滨海平原的成陆过程. 地理学报, 1984, 39(2): 173-184.

[12]　国家发展改革委. 江苏沿海地区发展规划. 2009, http://www.njb.cas.cn/zt/cxjq/201206/P020120628559825304673.pdf.

[13]　张志会. 国家空间规划和生态保护的融合:荷兰围海造陆工程的启示. 中国三峡, 2013, (5): 66-71.

[14]　张芳怡. 国外围海造地实践对江苏沿海围垦开发的启示. 江苏科技信息, 2014, (17): 49-50, 52-52.

[15]　Cho D O. The evolution and resolution of conflicts on Saemangeum Reclamation Project. Ocean & Coastal Management, 2007, 50(11/12): 930-944.

[16]　于格, 张军岩, 鲁春霞, 谢高地, 于潇萌. 围海造地的生态环境影响分析. 资源科学, 2009, 31(2): 265-270.

[17]　刘伟, 刘百桥. 我国围填海现状、问题及调控对策. 广州环境科学, 2008, 23(2): 26-30.

[18]　付元宾, 曹可, 王飞, 张丰收. 围填海强度与潜力定量评价方法初探. 海洋开发与管理, 2010, 27(1): 27-30.

[19]　Wang W, Liu H, Li Y Q, Su J. Development and management of land reclamation in China. Ocean & Coastal Management, 2014, 102: 415-425.

[20]　杨桂山. 中国海岸环境变化及其区域响应[D]. 南京: 中国科学院研究生院(南京地理与湖泊研究所), 2001.

[21]　周云轩, 田波, 黄颖, 吴文挺, 戚纤云, 舒敏彦, 胥为, 葛芳, 魏伟, 黄盖先, 张婷. 我国海岸带湿地生态系统退化成因及其对策. 中国科

学院院刊, 2016, 31(10): 1157-1166.
[22] Tian B, Wu W T, Yang Z Q, Zhou Y X. Drivers, trends, and potential impacts of long-term coastal reclamation in China from 1985 to 2010. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2016, 170: 83-90.
[23] 孙丽. 中外围海造地管理的比较研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2009.
[24] 陈吉余. 开发浅海滩涂资源 拓展我国的生存空间. 中国工程科学, 2000, 2(3): 27-31.
[25] 任美锷. 江苏省海岸带和海涂资源综合调查报告. 北京: 海洋出版社, 1986.
[26] 陈影影, 张振克, 徐华夏, 张凌华, 赵一飞, 张云峰, 符跃鑫. 沿海不同年限围垦区土壤剖面有机碳同位素与粒度特征——以江苏省东台市为例. 地理科学, 2015, 35(6): 782-789.
[27] 张濛, 濮励杰, 王小涵, 王琪琪, 于雪. 不同干扰强度对滩涂围垦区土壤颗粒组成的时空分异特征的影响. 自然资源学报, 2016, 31(5): 845-854.
[28] Sun Y G, Li X Z, Mander Ü, He Y L, Jia Y, Ma Z G, Guo W Y, Xin Z J. Effect of reclamation time and land use on soil properties in Changjiang River Estuary, China. Chinese Geographical Science, 2011, 21(4): 403-416.
[29] 李建国. 沿海滩涂围垦利用对土壤有机碳的影响——以江苏省如东县围垦区为例[D]. 南京: 南京大学, 2015.
[30] Xiao R, Bai J, Zhang H, Gao H, Liu X, Wilkes A. Changes of P, Ca, Al and Fe contents in fringe marshes along a pedogenic chronosequence in the Pearl River estuary, South China. Continental Shelf Research, 2011, 31(6): 739-747.
[31] 周学峰, 赵睿, 李媛媛, 陈小勇. 围垦后不同土地利用方式对长江口滩地土壤粒径分布的影响. 生态学报, 2009, 29(10): 5544-5551.
[32] Fernández S, Santín C, Marquínez J, Álvarez M A. Saltmarsh soil evolution after land reclamation in Atlantic estuaries (Bay of Biscay, North coast of Spain). Geomorphology, 2010, 114(4): 497-507.
[33] 张晶, 濮励杰, 朱明, 许艳. 如东县不同年限滩涂围垦区土壤 pH 与养分相关性研究. 长江流域资源与环境, 2014, 23(2): 225-230.
[34] Xu Y, Pu L J, Zhu M, Li J G, Zhang M, Li P,Zhang J. Spatial Variation of Soil Salinity in the Coastal Reclamation. Area, Eastern China. Journal of Coastal Research, 2014, 30(2): 411-417.
[35] 王琪琪, 濮励杰, 朱明, 李建国, 张濛. 沿海滩涂围垦区土壤质量演变研究——以江苏省如东县为例. 地理科学, 2016, 36(2): 256-264.
[36] 张濛, 濮励杰, 王小涵, 王琪琪, 韩明芳. 长期耕种对江苏沿海围垦区滨海盐土理化性质和小麦产量的影响. 生态学报, 2016, 36(16): 5088-5097.
[37] Iost S, Landgraf D, Makeschin F. Chemical soil properties of reclaimed marsh soil from Zhejiang Province P.R. China. Geoderma, 2007, 142(3/4): 245-250.
[38] 吴明, 邵学新, 胡锋, 蒋科毅. 围垦对杭州湾南岸滨海湿地土壤养分分布的影响. 土壤, 2008, 40(5): 760-764.
[39] 周学峰. 围垦后不同土地利用方式对长江口滩地土壤有机碳的影响[D]. 上海: 华东师范大学, 2010.
[40] Li X Z, Sun Y G, Mander Ü, He Y L. Effects of land use intensity on soil nutrient distribution after reclamation in an estuary landscape. Landscape Ecology, 2013, 28(4): 699-707.
[41] Yu J B, Zhan C, Li Y Z, Zhou D, Fu Y Q, Chu X J, Xing Q H, Han G X, Wang G M, Guan B, Wang Q. Distribution of carbon, nitrogen and phosphorus in coastal wetland soil related land use in the Modern Yellow River Delta. Scientific Reports, 2016, 6: 37940.
[42] Dick R P. Soil enzyme activities as indicators of soil quality//ed.,Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, WI, USA: SSSA Special Publication, 1994: 107-124.
[43] 方精云, 王娓. 作为地下过程的土壤呼吸:我们理解了多少? 植物生态学报, 2007, 31(3): 345-347.
[44] Tang Y S, Wang L, Jia J W, Li Y L, Zhang W Q, Wang H L, Sun Y. Response of soil microbial respiration of tidal wetlands in the Yangtze River Estuary to different artificial disturbances. Ecological Engineering, 2011, 37(11): 1638-1646.
[45] 张士萍. 崇明东滩不同类型湿地土壤生物活性差异性分析及其相关性研究[D]. 上海: 同济大学, 2008.
[46] 张容娟, 布乃顺, 崔军, 方长明. 土地利用对崇明岛围垦区土壤有机碳库和土壤呼吸的影响. 生态学报, 2010, 30(24): 6698-6706.
[47] 赵新新, 金晓斌, 杜心栋, 周寅康, 刘海玲. 沿海滩涂垦殖对土壤氮总转化速率的影响分析. 长江流域资源与环境, 2015, 24(9): 1552-1559.
[48] 李博, 杨持, 林鹏. 生态学. 北京: 高等教育出版社, 2000.
[49] 公慧珍, 李升峰. 江苏东台滩涂垦区植物群落演替及多样性梯度变化研究. 生态科学, 2015, 34(6): 16-21.
[50] 杨同辉, 章建红, 张玲菊, 李修鹏, 周和锋. 杭州湾南岸一线围垦海塘植物群落多样性研究. 福建林业科技, 2007, 34(3): 170-172, 226-226.
[51] 孙永光. 长江口不同年限围垦区景观结构与功能分异[D]. 上海: 华东师范大学, 2011.
[52] 杨洁, 余华光, 徐凤洁, 马明睿, 由文辉. 崇明东滩围垦区草本植物群落组成及物种多样性. 生态学杂志, 2013, 32(7): 1748-1755.
[53] 慎佳泓, 胡仁勇, 李铭红, 丁平, 于明坚, 丁炳扬. 杭州湾和乐清湾滩涂围垦对湿地植物多样性的影响. 浙江大学学报: 理学版, 2006, 33(3): 324-328, 332-332.
[54] 薛雄志, 吝涛, 曹晓海. 海岸带生态安全指标体系研究. 厦门大学学报: 自然科学版, 2004, 43(S1): 179-183.
[55] Hong J S, Yamashita H, Sato S. The Saemangeum Reclamation Project in South Korea threatens to Extinguish an unique mollusk, ectosymbiotic bivalve species attached to the shell of Lingula anatina. Plankton and Benthos Research, 2007, 2(1): 70-75.

[56] 王卿. 互花米草在上海崇明东滩的入侵历史、分布现状和扩张趋势的预测. 长江流域资源与环境, 2011, 20(6): 690-696.

[57] An S Q, Gu B H, Zhou C F, Wang Z S, Deng Z F, Zhi Y B, Li H L, Chen L, Yu D H, Liu Y H. Spartina invasion in China: implications for invasive species management and future research. Weed Research, 2007, 47(3): 183-191.

[58] Chung C H. Thirty years of ecological engineering with Spartina plantations in China. Ecological Engineering, 1993, 2(3): 261-289.

[59] 张崇良, 徐宾铎, 任一平, 薛莹, 纪毓鹏. 胶州湾潮间带大型底栖动物次级生产力的时空变化. 生态学报, 2011, 31(17): 5071-5080.

[60] 胡知渊, 李欢欢, 鲍毅新, 葛宝明. 灵昆岛围垦区内外滩涂大型底栖动物生物多样性. 生态学报, 2008, 28(4): 1498-1507.

[61] 黄少峰, 刘玉, 李策, 黄晋沐. 珠江口滩涂围垦对大型底栖动物群落的影响. 应用与环境生物学报, 2011, 17(4): 499-503.

[62] Ryu J, Nam J, Park J, Kwon B O, Lee J H, Song S J, Hong S, Chang W K, Khim J S. The Saemangeum tidal flat: Long-term environmental and ecological changes in marine benthic flora and fauna in relation to the embankment. Ocean & Coastal Management, 2014, 102, Part B: 559-571.

[63] Sato S. Drastic change of bivalves and gastropods caused by the huge reclamation projects in Japan and Korea. Plankton and Benthos Research, 2006, 1(3): 123-137.

[64] 袁兴中, 陆健健. 围垦对长江口南岸底栖动物群落结构及多样性的影响. 生态学报, 2001, 21(10): 1642-1647.

[65] Warwick R M, Goss-Custard J D, Kirby R, George C L, Pope N D, Rowden A A. Static and Dynamic Environmental Factors Determining the Community Structure of Estuarine Macrobenthos in SW Britain: Why is the Severn Estuary Different? Journal of Applied Ecology, 1991, 28(1): 329-345.

[66] 杨月伟, 夏贵荣, 丁平, 马仁翻, 陈余钊. 浙江乐清湾湿地水鸟资源及其多样性特征. 生物多样性, 2005, 13(6): 38-44.

[67] 张斌, 袁晓, 裴恩乐, 牛俊英, 衡楠楠, 王天厚. 长江口滩涂围垦后水鸟群落结构的变化——以南汇东滩为例. 生态学报, 2011, 31(16): 4599-4608.

[68] 赵平, 袁晓, 唐思贤, 王天厚. 崇明东滩冬季水鸟的种类和生境偏好. 动物学研究, 2003, 24(5): 387-391.

[69] 张美, 牛俊英, 杨晓婷, 汤臣栋, 王天厚. 上海崇明东滩人工湿地冬春季水鸟的生境因子分析. 长江流域资源与环境, 2013, 22(7): 858-864.

[70] 林黎, 崔军, 陈学萍, 方长明. 滩涂围垦和土地利用对土壤微生物群落的影响. 生态学报, 2014, 34(4): 899-906.

[71] Cui X C, Hu J L, Wang J H, Yang J S, Lin X G. Reclamation negatively influences arbuscular mycorrhizal fungal community structure and diversity in coastal saline-alkaline land in Eastern China as revealed by Illumina sequencing. Applied Soil Ecology, 2016, 98: 140-149.

[72] 陶金. 鄱阳湖湿地围垦后土壤团聚体结构、有机碳及微生物多样性变化的研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2012.

[73] Wu T, Hou X Y, Xu X L. Spatio-temporal characteristics of the mainland coastline utilization degree over the last 70 years in China. Ocean & Coastal Management, 2014, 98: 150-157.

[74] 于君宝, 王永丽, 董洪芳, 王雪宏, 栗云召, 周迪, 高永军. 基于景观格局的现代黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳储量估算. 湿地科学, 2013, 11(1): 1-6.

[75] 张晓祥, 唐彦君, 严长清, 徐盼, 朱晨曦, 戴煜暄. 近30年来江苏海岸带土地利用/覆被变化研究. 海洋科学, 2014, 38(9): 90-95.

[76] 吴莉, 侯西勇, 徐新良, 邸向红. 山东沿海地区土地利用和景观格局变化. 农业工程学报, 2013, 29(5): 207-216.

[77] Yao H. Characterizing landuse changes in 1990-2010 in the coastal zone of Nantong, Jiangsu province, China. Ocean & Coastal Management, 2013, 71: 108-115.

[78] Zhao H, Cui B s, Zhang H G, Fan X Y, Zhang Z M, Lei X X. A landscape approach for wetland change detection (1979-2009) in the Pearl River Estuary. Procedia Environmental Sciences, 2010, 2(2): 1265-1278.

[79] 刘力维, 张银龙, 汪辉, 史建桥, 皮宇飞. 1983—2013年江苏盐城滨海湿地景观格局变化特征. 海洋环境科学, 2015, 34(1): 93-100.

[80] 李建国, 濮励杰, 徐彩瑶, 陈新建, 张云峰, 蔡芳芳. 1977-2014年江苏中部滨海湿地演化与围垦空间演变趋势. 地理学报, 2015, 70(1): 17-28.

[81] 张绪良, 张朝晖, 徐宗军, 谷东起, 郑伟. 莱州湾南岸滨海湿地的景观格局变化及累积环境效应. 生态学杂志, 2009, 28(12): 2437-2443.

[82] 孙永光, 李秀珍, 何彦龙, 贾悦, 马志刚. 基于PCA方法的长江口滩涂围垦区土地利用动态综合评价及驱动力. 长江流域资源与环境, 2011, 20(6): 697-704.

[83] 方仁建, 沈永明, 时海东. 基于围垦特征的海滨地区景观格局变化研究——以盐城海岸为例. 生态学报, 2015, 35(3): 641-651.

[84] 张华兵, 刘红玉, 郝敬锋, 李玉凤. 自然和人工管理驱动下盐城海滨湿地景观格局演变特征与空间差异. 生态学报, 2012, 32(1): 101-110.

[85] 孟伟庆, 李洪远, 郝翠, 莫训强. 近30年天津滨海新区湿地景观格局遥感监测分析. 地球信息科学学报, 2010, 12(3): 436-443.

[86] 林立. 闽东滨海湿地景观格局变化特征与生态脆弱性评价[D]. 福州: 福建农林大学, 2012.

[87] 欧维新, 杨桂山, 李恒鹏, 于兴修. 苏北盐城海岸带景观格局时空变化及驱动力分析. 地理科学, 2004, 24(5): 610-615.

[88] 王树功. 珠江河口区典型湿地景观演变及调控研究[D]. 广州: 中山大学, 2005.

[89] 孙永光, 李秀珍, 郭文永, 何彦龙, 贾悦. 基于CLUE-S模型验证的海岸围垦区景观驱动因子贡献率. 应用生态学报, 2011, 22(9): 2391-2398.

[90] 许艳, 濮励杰. 江苏海岸带滩涂围垦区土地利用类型变化研究——以江苏省如东县为例. 自然资源学报, 2014, 29(4): 643-652.

[91] 肖笃宁, 陈文波, 郭福良. 论生态安全的基本概念和研究内容. 应用生态学报, 2002, 13(3): 354-358.

[92] 彭少麟, 郝艳茹, 陆宏芳, 王伯荪. 生态安全的涵义与尺度. 中山大学学报:自然科学版, 2004, 43(6): 27-31.

[93] 吕建树. 江苏典型海岸带土壤及沉积物重金属环境地球化学研究[D]. 南京: 南京大学, 2015.

[94] 姚荣江, 杨劲松, 孟庆峰, 张春银, 吉荣龙. 苏北沿海某滩涂区土壤重金属含量及其污染评价. 环境科学研究, 2012, 25(5): 512-518.

[95] Li Q S, Wu Z F, Chu B, Zhang N, Cai S S, Fang J H. Heavy metals in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China. Environmental Pollution, 2007, 149(2): 158-164.

[96] Ozseker K, Eruz C, Ciliz S, Mani F. Assessment of Heavy Metal Contribution and Associated Ecological Risk in the Coastal Zone Sediments of the Black Sea: Trabzon. Clean-Soil Air Water, 2014, 42(10): 1477-1482.

[97] Luo W, Lu Y L, Wang T Y, Hu W Y, Jiao W T, Naile J E, Khim J S, Giesy J P. Ecological risk assessment of arsenic and metals in sediments of coastal areas of northern Bohai and Yellow Seas, China. Ambio, 2010, 39(5): 367-375.

[98] 吴在兴. 我国典型海域富营养化特征、评价方法及其应用[D]. 北京: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2013.

[99] Gan H Y, Lin J Q, Liang K, Xia Z. Selected trace metals (As, Cd and Hg) distribution and contamination in the coastal wetland sediment of the northern Beibu Gulf, South China Sea. Marine Pollution Bulletin, 2013, 66(1/2): 252-258.

[100] 王晓辉, 邹欣庆, 于文金. 江苏王港海岸带沉积物重金属污染研究. 农业环境科学学报, 2007, (02): 784-789.

[101] Zhao Q Q, Bai J H, Lu Q Q, Gao Z Q, Jia J, Cui B S, Liu X H. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments/soils of different wetlands along 100-year coastal reclamation chronosequence in the Pearl River Estuary, China. Environmental Pollution, 2016, 213: 860-869.

[102] Xiao R, Bai J H, Wang J J, Lu Q Q, Zhao Q Q, Cui B S, Liu X H. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wetland soils under different land uses in a coastal estuary: Toxic levels, sources and relationships with soil organic matter and water-stable aggregates. Chemosphere, 2014, 110: 8-16.

[103] Lie H J, Cho C H, Lee S, Kim E S, Koo B J, Noh J H. Changes in marine environment by a large coastal development of the Saemangeum reclamation project in Korea. Ocean and Polar Research, 2008, 30(4): 475-484.

[104] Strokal M, Yang H, Zhang Y C, Kroeze C, Li L L, Luan S J, Wang H Z, Yang S S, Zhang Y S. Increasing eutrophication in the coastal seas of China from 1970 to 2050. Marine Pollution Bulletin, 2014, 85(1): 123-140.

[105] 陈中义, 李博, 陈家宽. 米草属植物入侵的生态后果及管理对策. 生物多样性, 2004, 12(2): 280-289.

[106] 左平, 刘长安. 中国海岸带外来植物物种影响分析——以大米草与互花米草为例. 海洋开发与管理, 2008, (12): 107-112.

[107] 王卿, 安树青, 马志军, 赵斌, 陈家宽, 李博. 入侵植物互花米草——生物学、生态学及管理. 植物分类学报, 2006, (05): 559-588.

[108] Feng L, Zhu X D, Sun X. Assessing coastal reclamation suitability based on a fuzzy-AHP comprehensive evaluation framework: A case study of Lianyungang, China. Marine Pollution Bulletin, 2014, 89(1/2): 102-111.

[109] Lotze H K, Lenihan H S, Bourque B J, Bradbury R H, Cooke R G, Kay M C, Kidwell S M, Kirby M X, Peterson C H, Jackson J B C. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. Science, 2006, 312(5781): 1806-1809.

[110] 劳燕玲. 滨海湿地生态安全评价研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2013.

[111] 陈玮彤, 张东, 刘鑫, 韩飞. 围填海对南通淤泥质海岸资源影响的综合评价研究. 长江流域资源与环境, 2016, 25(1): 48-54.

[112] 孙龙启. 广西近海生态系统健康评价[D]. 厦门: 厦门大学, 2014.

[113] 刘畅, 方长明. 上海市南汇东滩滩涂围垦区农业生态安全评价. 生态科学, 2014, 33(3): 553-558, 573-573.

[114] Zhang R S, Pu L J, Li J G, Zhang J, Xu Y. Landscape ecological security response to land use change in the tidal flat reclamation zone, China. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188(1): 1.

[115] Xu C Y, Pu L J, Zhu M, Li J G, Chen X J, Wang X H, Xie X F. Ecological Security and Ecosystem Services in Response to Land Use Change in the Coastal Area of Jiangsu, China. Sustainability, 2016, 8(8): 816.

[116] 欧阳志云, 王如松. 生态系统服务功能、生态价值与可持续发展. 世界科技研究与发展, 2000, 22(5): 45-50.

[117] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: Wetlands and water. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.

[118] 傅伯杰, 张立伟. 土地利用变化与生态系统服务:概念、方法与进展. 地理科学进展, 2014, 33(4): 441-446.

[119] Chuai X W, Huang X J, Wu C Y, Li J B, Lu Q L, Qi X X, Zhang M, Zuo T H, Lu J Y. Land use and ecosystems services value changes and ecological land management in coastal Jiangsu, China. Habitat International, 2016, 57: 164-174.

[120] Zhao B, Kreuter U, Li B, Ma Z J, Chen J K, Nakagoshi N. An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. Land Use Policy, 2004, 21(2): 139-148.

[121] Wang X, Chen W Q, Zhang L P, Jin D, Lu C Y. Estimating the ecosystem service losses from proposed land reclamation projects: A case study in Xiamen. Ecological Economics, 2010, 69(12): 2549-2556.

[122] 李加林, 许继琴, 童亿勤, 杨晓平, 张殿发. 杭州湾南岸滨海平原生态系统服务价值变化研究. 经济地理, 2005, 25(6): 804-809.

[123] Rogers D I, Moores N, Battley P F. Northwards migration of shorebirds through Saemangeum, the Geum estuary and Gomso bay, South Korea in 2006. Stilt, 2006, 50: 73-89.

[124] Shen C C, Shi H H, Zheng W, Li F, Peng S T, Ding D W. Study on the cumulative impact of reclamation activities on ecosystem health in coastal waters. Marine Pollution Bulletin, 2016, 103(1/2): 144-150.

[125] Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime J P, Hector A, Hooper D U, Huston M A, Raffaelli D, Schmid B, Tilman D, Wardle D A. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. Science, 2001, 294(5543): 804-808.

[126] Loreau M. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. Oikos, 2000, 91(1): 3-17.

[127] 高东, 何霞红. 生物多样性与生态系统稳定性研究进展. 生态学杂志, 2010, 29(12): 2507-2513.

[128] 傅伯杰, 周国逸, 白永飞, 宋长春, 刘纪远, 张惠远, 吕一河, 郑华, 谢高地. 中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全. 地球科学进展, 2009, 24(6): 571-576.

[129] 李双成, 张才玉, 刘金龙, 朱文博, 马程, 王珏. 生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题. 地理研究, 2013, 32(8): 1379-1390.

[130] 戴尔阜, 王晓莉, 朱建佳, 高江波. 生态系统服务权衡/协同研究进展与趋势展望. 地球科学进展, 2015, 30(11): 1250-1259.

[131] 曹祺文, 卫晓梅, 吴健生. 生态系统服务权衡与协同研究进展. 生态学杂志, 2016, 35(11): 3102-3111.

[132] 李伟民, 甘先华. 国内外森林生态系统定位研究网络的现状与发展. 广东林业科技, 2006, 22(3): 104-108.

[133] Waide R B, Thomas M O. Long-Term Ecological Research Network//Orcutt J. ed., Earth System Monitoring: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology. New York, NY: Springer, 2013: 233-268.

[134] Phinn S R, Christensen R, Guru S. Australia's TERN: Advancing Ecosystem Data Management in Australia. Physica Status Solidi, 2006, 170 (1): 199-209.

[135] 傅伯杰. 地理学综合研究的途径与方法:格局与过程耦合. 地理学报, 2014, 39(8): 1052-1059.

[136] Liu J G, Dietz T, Carpenter S R, Alberti M, Folke C, Moran E, Pell A N, Deadman P, Kratz T, Lubchenco J, Ostrom E, Ouyang Z, Provencher W, Redman C L, Schneider S H, Taylor W W. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. Science, 2007, 317(5844): 1513-1516.

[137] Liu J G, Dietz T, Carpenter S R, Folke C, Alberti M, Redman C L, Schneider S H, Ostrom E, Pell A N, Lubchenco J, Taylor W W, Ouyang Z Y, Deadman P, Kratz T, Provencher W. Coupled human and natural systems. Ambio, 2007, 36(8): 639-649.

[138] Ma Z J, Melville D S, Liu J G, Chen Y, Yang H Y, Ren W W, Zhang Z W, Piersma T, Li B. Rethinking China's new great wall. Science, 2014, 346(6212): 912-914.

[139] Liu J G, Hull V, Batistella M, DeFries R, Dietz T, Fu F, Hertel T W, Izaurralde R C, Lambin E F, Li S X, Martinelli L A, McConnell W J, Moran E F, Naylor R, Ouyang Z Y, Polenske K R, Reenberg A, Rocha G d M, Simmons C S, Verburg P H, Vitousek P M, Zhang F, Zhu C Q. Framing Sustainability in a Telecoupled World. Ecology and Society, 2013, 18(2): 26.

[140] Liu J G, Yang W, Li S X. Framing ecosystem services in the telecoupled Anthropocene. Frontiers in Ecology and the Environment, 2016, 14(1): 27-36.

[141] 刘建国, Hull V, Batistella M, DeFries R, Dietz T, 付峰, W.Hertel T, Izaurralde R C, F.Lambin E, 李舒心, A.Martinelli L, J.McConnell W, F.Moran E, Naylor R, 欧阳志云, R.Polenske K, Reenberg A, Rocha G d M, S.Simmons C, H.Verburg P, M.Vitousek P. 远程耦合世界的可持续性框架. 生态学报, 2016, 36(23): 7870-7885.

[142] Liu J G, Yang W. Integrated assessments of payments for ecosystem services programs. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, 110(41): 16297-16298.

[143] Carter N H, Viña A, Hull V, McConnell W J, Axinn W, Ghimire D, Liu J G. Coupled human and natural systems approach to wildlife research and conservation. Ecology and Society, 2014, 19(3): 43.

[144] Liu J G, Hull V, Moran E, Nagendra H, Swaffield S R, Turner B L. Applications of the Telecoupling Framework to Land-Change Science//Seto K C, Reenberg A, eds. Rethinking Global Land Use in an Urban Era. Cambridge: MIT Press, 2014: 119-139.